Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Castor de montagne
Aplodontia rufa

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2012

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 35 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. v + 27 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

GYUG, L. 1999. Rapport de situation du COSEPAC sur le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 24 p.

ORCHARD, S.A. 1984. COSEWIC status report on the mountain beaver *Aplodontia rufa* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. 34 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Les Gyug et Doug Ransome pour avoir écrit le rapport sur la situation du castor de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada, en vertu d'un contrat passé avec Environnement Canada. Ce rapport a été supervisé et révisé par Graham Forbes, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Mountain Beaver *Aplodontia rufa* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Castor de montagne —

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/321-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-99265-5

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2012

Nom commun
Castor de montagne

Nom scientifique
Aplodontia rufa

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
L'aire de répartition de cette espèce au Canada a rétréci de 29 % dans les 50 dernières années, et l'expansion dans de nouveaux habitats est limité par de grandes rivières. Dans l'aire de répartition, la perte d'habitat découlant du développement urbain se poursuit, et le compactage du sol causé par la machinerie lourde limite l'utilisation d'un habitat tout à fait convenable. Les changements climatiques pourraient toucher l'espèce davantage car cette dernière nécessite des microclimats humides et de basses températures ambiantes. Le potentiel d'une immigration de source externe est limitée par les courtes distances de dispersion de l'espèce et par les zones ne renfermant aucun habitat convenable le long de la frontière avec les États-Unis.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « non en péril » en avril 1984. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en avril 1999. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2001 et en mai 2012.

COSEPAC
Résumé

Castor de montagne
Aplodontia rufa

Description et importance de l'espèce sauvage

Le castor de montagne (*Aplodontia rufa*), rongeur fouisseur de la taille du rat musqué, est endémique de l'ouest de l'Amérique du Nord. Seule espèce encore vivante de la famille des Aplodontiidés, il est considéré comme un fossile vivant à cause de sa physiologie et de ses caractéristiques crâniennes primitives. Des analyses génétiques récentes donnent à penser qu'il n'existe au Canada qu'une seule sous-espèce et non pas deux, comme on le croyait auparavant.

Répartition

Le castor de montagne vit en Amérique du Nord, dans les monts Cascade et la Sierra Nevada et à l'ouest de ces chaînes de montagnes. Au Canada, on le trouve dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans les monts Cascade et au sud du fleuve Fraser. On y compte cinq populations. La population principale occupe la plus grande part de l'aire de répartition canadienne, de façon assez continue. On trouve à l'ouest de la population principale deux petites populations isolées sur les monts Chilliwack et Sumas, dans la vallée du bas Fraser. Deux autres populations isolées sont présentes à l'est de la population principale sur les monts Pike et Missezula.

Habitat

Les castors de montagne occupent des terriers souterrains habituellement aménagés dans des sols meubles profonds, près de ruisseaux ou de zones de suintement. Chaque adulte occupe son propre site de terrier et vit généralement à l'intérieur de moins de 1 ha, le gros de son activité se déroulant à moins de 25 m de son terrier. Il peut lui arriver de s'aventurer jusqu'à 200 m de son terrier. L'espèce préfère les zones dégagées à l'intérieur des forêts et les premiers stades de succession forestière. Elle y trouve les plus grandes quantités de ses aliments préférés que sont les plantes herbacées, les fougères, et les jeunes arbres et arbustes.

Biologie

On estime la longévité du castor de montagne à 5-6 ans. Les femelles atteignent la maturité sexuelle à l'âge d'au moins deux ans et mettent bas une moyenne de 2,5 jeunes au printemps, ces derniers quittant le terrier pour se disperser à la fin de l'été. Les capacités de dispersion de l'espèce paraissent limitées, le Fraser ayant empêché son expansion vers le nord dans de l'habitat apparemment propice dans la chaîne Côtière, et les vallées et plateaux de la zone intérieure sèche ayant empêché son expansion dans la zone humide des monts Columbia, où l'on trouve aussi de l'habitat apparemment propice. Le castor de montagne est confiné aux sites frais et humides parce qu'il ne peut conserver efficacement son eau et tombe en hyperthermie quand la température est de plus de 28 °C.

Taille et tendances des populations

Un minimum de 1 500 terriers, ou sites occupés où l'on présume qu'il y a au moins un terrier, sont connus en Colombie-Britannique. La taille de la population totale est inconnue mais est estimée à plus de 10 000 animaux matures, selon une extrapolation basée sur les densités dans les zones occupées connues et la quantité totale d'habitat potentiel dans l'aire de répartition de l'espèce. La population totale a perdu une part inconnue de ses effectifs du fait de la transformation à des fins agricoles et du développement urbain ou suburbain d'environ 700 km^2 d'habitat de fond de vallée dans la région de la vallée du bas Fraser dans les 60 dernières années, et d'un rétrécissement de l'aire de l'espèce à ses bordures est et ouest dans les 50 dernières années.

Facteurs limitatifs et menaces

Les changements climatiques sont considérés comme étant une menace parce que le castor de montagne a besoin de microclimats frais et humides, où les températures ambiantes sont basses. On prévoit que l'accroissement de la température estivale va réduire la répartition de l'espèce dans la portion orientale de son aire de répartition britanno-colombienne. En outre, dans la portion occidentale, la population ne pourra probablement pas étendre sa répartition vers le nord parce que le Fraser et la Thompson agissent comme des barrières. La menace que constituent les changements climatiques n'a pas été quantifiée parce qu'on ne connaît pas l'ampleur de la mortalité et de la réduction de la répartition de l'espèce qui en découleront.

Dans la vallée du bas Fraser, la perte d'habitat due à l'urbanisation se poursuit, 100 km^2 étant zonés pour de nouveaux aménagements suburbains dans le territoire des deux sous-populations des monts Sumas et Chilliwack, dans les régions d'Abbotsford et de Chilliwack. Des travaux de développement y sont en cours, mais la transformation de l'entièreté de la superficie zonée ne devrait pas être achevée au terme de l'horizon de planification actuel de 20 ans. On estime que la baisse d'effectif due à la transformation des habitats à des fins de développement au cours des 12 prochaines années sera de moins de 1 % de la population totale, du fait que les sites visés ne représentent qu'une faible part de l'aire de répartition canadienne de l'espèce.

L'exploitation forestière a des effets tant positifs que négatifs; les parterres de coupe à blanc offrent aux castors de montagne une nourriture abondante, mais la machinerie compacte les sols où ils aménagent leurs terriers. Les pratiques sylvicoles qui utilisent de la machinerie lourde peuvent gravement perturber la couche de sol et constituent un important facteur limitatif en empêchant les castors de montagne d'utiliser des habitats par ailleurs propices. Il existe des mesures d'atténuation efficaces (p. ex. récolter le bois seulement quand il y a une épaisse couche de neige), mais on ne sait pas dans quelle mesure elles sont appliquées. En somme, la coupe à blanc sans compactage des sols est bénéfique pour l'espèce, mais l'ampleur du compactage des sols est inconnue. Par conséquent, on a établi une estimation très grossière de la baisse maximale d'effectif au cours des 12 prochaines années, qui est de 3 %, pour le cas où des mesures d'atténuation efficaces n'étaient pas appliquées.

Protection, statuts et classements

À l'échelle mondiale, le castor de montagne est classé par l'UICN dans la catégorie « préoccupation mineure », sa population étant jugée stable. Au Canada, il figure sur la liste des espèces préoccupantes à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. L'espèce est cotée S4 (vulnérable) en Colombie-Britannique. Dans cette province, un permis doit être obtenu pour posséder ou tuer un castor de montagne, ce qui ne s'applique pas pour les mortalités fortuites découlant d'activités ne ciblant pas directement l'espèce (p. ex. déboisement ou récolte de bois). Les mesures prises pour protéger l'habitat des castors de montagne dans les zones d'exploitation des forêts provinciales durant les activités de récolte ou de sylviculture sont d'application volontaire. Environ 79 % de la répartition de l'espèce se trouve dans des forêts provinciales, 18 % dans des aires protégées (parcs, aires de loisirs et réserves écologiques), 2,8 % sur des terres privées, et de petites portions sur des terres du ministère de la Défense nationale (0,2 %) et dans des réserves des Premières nations (0,1 %).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Aplodontia rufa
Castor de montagne — Mountain Beaver
Répartition au Canada : Colombie-Britannique

Données démographiques

Durée d'une génération Médiane de la plage maximale de l'âge de reproduction (2-6 ans).	4 ans
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre total d'individus matures?	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations (8 ans). Estimation très grossière fondée sur une perte maximale de 2 % due à l'exploitation forestière, et de 1 % due au développement.	Inconnu
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (12 ans). Estimation très grossière fondée sur une perte maximale de 3 % due à l'exploitation forestière, et de 1 % due au développement.	Inconnu
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (12 ans). Estimation très grossière fondée sur une perte maximale de 3 % due à l'exploitation forestière, et de 1 % due au développement.	Inconnu
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de 10 ans commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Le développement suburbain se poursuit. Des mesures d'atténuation des impacts de l'exploitation forestière existent, mais l'étendue de leur application est inconnue, et elles ne font pas l'objet d'évaluation du côté est des monts Cascade. Les changements climatiques ont probablement un impact dans la partie est de l'aire de répartition de l'espèce.	Elles sont comprises, mais n'ont pas cessé.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	12 120 km²
Indice de la zone d'occupation (IZO)	3 496 km²
La population totale est-elle très fragmentée? Il y a quatre populations isolées, mais la majorité des effectifs canadiens se trouvent dans une étendue de territoire continue.	Non
Nombre de « localités »[1] Le développement résidentiel affecte chaque propriété différemment dans les populations de l'ouest, et les plans distincts d'aménagement forestier affectent les autres populations.	> 10
Y a-t-il un déclin continu prévu de la zone d'occurrence? Il y a un rétrécissement de l'aire de répartition, et on prévoit qu'il se poursuivra et se soldera par la perte de quatre populations.	Oui
Y a-t-il un déclin continu prévu de l'indice de la zone d'occupation? Il y a un rétrécissement de l'aire de répartition, et on prévoit qu'il se poursuivra et se soldera par la perte de quatre populations.	Oui

[1] Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu prévu du nombre de populations? Il y a un rétrécissement de l'aire de répartition, et on prévoit qu'il se poursuivra et se soldera par la perte de quatre populations.	Probablement
Y a-t-il un déclin continu prévu du nombre de localités*? Il y a un rétrécissement de l'aire de répartition, et on prévoit qu'il se poursuivra et se soldera par la perte de quatre populations.	Oui
Y a-t-il un déclin continu prévu de l'étendue de l'habitat? Les changements climatiques devraient avoir un impact sur les populations de l'est.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités2?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	Nombre d'individus matures
Population totale Estimation fondée sur des estimations de densités et l'IZO.	Inconnue; probablement > 10 000

Analyse quantitative

Probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage	Non établie

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Développement urbain et suburbain; transformation à des fins agricoles; les activités forestières utilisant de la machinerie lourde compactent les sols et réduise la convenabilité de l'habitat.
Les changements climatiques pourraient réduire la zone d'occurrence de l'espèce au Canada, particulièrement à la bordure orientale de son aire de répartition, où sa répartition est déjà limitée par l'aridité et les températures estivales élevées. Le fleuve Fraser et la rivière Thompson constituent des barrières qui font que l'espèce ne pourrait étendre son aire vers le nord en réponse aux changements climatiques dans les monts Cascade et la chaîne Côtière.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur? Non en péril	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? Une immigration dans les quatre populations isolées est peu probable, mais une immigration dans la population principale est possible le long de la frontière américaine là où existe encore de l'habitat propice à l'espèce. La possibilité d'immigration est considérée comme limitée à cause de la faible capacité de dispersion de l'espèce.	Limitée

[2] Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Statut existant

COSEPAC : Espèce préoccupante (mai 2012)

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce préoccupante	**Code alphanumérique :** Sans objet.
Justification de la désignation : L'aire de répartition de cette espèce au Canada a rétréci de 29 % dans les 50 dernières années, et l'expansion dans de nouveaux habitats est limitée par de grandes rivières. Dans l'aire de répartition, la perte d'habitat découlant du développement urbain se poursuit, et le compactage du sol causé par la machinerie lourde limite l'utilisation d'un habitat tout à fait convenable. Les changements climatiques pourraient toucher l'espèce davantage car cette dernière nécessite des microclimats humides et de basses températures ambiantes. Le potentiel d'une immigration de source externe est limité par les courtes distances de dispersion de l'espèce et par les zones ne renfermant aucun habitat convenable le long de la frontière avec les États-Unis.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. Tous âges confondus, la baisse d'effectif est estimée à 4 %.
Critère B (aire de répartition peu étendue, et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence de 12 120 km^2 correspond au critère d'espèce menacée B1, et on observe un déclin continu d'éléments de B1b. Cependant, le critère n'est pas rempli parce que le nombre de localités est supérieur à 10 (B1a) et que des fluctuations extrêmes n'ont pas été rapportées (B1c).
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) Sans objet. La taille de la population est inconnue, mais les estimations de densités laissent croire que la population renferme plus de 10 000 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) Sans objet. La population compte plus de 10 000 individus matures et est répartie dans plus de cinq localités, et l'IZO est de 3 496 km^2.
Critère E (analyse quantitative) Sans objet. Une analyse de la viabilité de la population a été effectuée avec des données de survie publiées de nature générale concernant l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, et non pas avec les paramètres démographiques propres aux différentes localités, où peuvent exister des problèmes de viabilité.

PRÉFACE

La première évaluation de la situation du castor de montagne qu'a réalisée le COSEPAC était fondée sur le rapport d'Orchard (1984). L'espèce avait alors été jugée non en péril, mais cette évaluation était limitée par un manque général de données sur l'espèce. Selon les critères de l'UICN établis depuis 1994, le résultat aurait probablement été « données insuffisantes ». Le COSEPAC a réévalué le castor de montagne en 1999 et lui avait alors attribué le statut d'espèce préoccupante (Gyug, 1999). Avec ses nouveaux critères d'évaluation quantitatifs, le COSEPAC a confirmé ce dernier statut en 2001, sur la base du rapport de 1999 (COSEPAC, 2001). Le présent rapport, rédigé en 2010, est une mise à jour du rapport du COSEPAC de 1999 sur la situation du castor de montagne. Le présent rapport de situation a été élaboré avant l'établissement des lignes directrices visant la prise en compte des connaissances traditionnelles autochtones (CTA); l'information relative aux CTA utilisée dans le rapport figure dans des documents publics, mais ces documents n'ont pas été évalués par le Sous-comité des CTA du COSEPAC.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada
Service canadien de la faune
Environment Canada
Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Castor de montagne

Aplodontia rufa

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 5
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Unités désignables 5
Importance de l'espèce 6
RÉPARTITION 7
Aire de répartition mondiale 7
Aire de répartition canadienne 8
Activités de recherche 12
HABITAT 13
Besoins en matière d'habitat 13
Tendances en matière d'habitat 14
BIOLOGIE 16
Cycle vital et reproduction 17
Physiologie et adaptabilité 17
Alimentation 18
Domaines vitaux, densité et dispersion 18
Relations interspécifiques 19
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 19
Activités et méthodes d'échantillonnage 19
Effectifs 21
Fluctuations et tendances 22
Immigration de source externe 22
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 23
Changements climatiques 23
Développement urbain et exploitation agricole 23
Récolte de bois et activités sylvicoles 24
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 26
Statuts et protection juridiques 26
Statuts et classements non juridiques 26
Protection et propriété de l'habitat 27
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 27
Experts contactés (ordre alphabétique) 27
SOURCES D'INFORMATION 28
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 34
COLLECTIONS EXAMINÉES 35

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition mondiale du castor de montagne (*Aplodontia rufa*), en gris foncé (d'après Hall, 1981)..... 7

Figure 2. Zone d'occurrence et secteurs où le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) a été recherché au Canada, avec tous les résultats des recherches pour la période 1996-2010 présentés par maille de grille de 2 km de côté, et toutes les mentions historiques rapportées par Gyug (2000). La ligne tiretée délimite la zone d'occurrence d'avant les années 1960, et le trait plein la zone d'occurrence actuelle..... 8

Figure 3. Populations de castors de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada, soit la population principale et les quatre populations isolées. Les terres privées sont en noir, et les parcs provinciaux en vert. La zone d'occupation est délimitée par trait plein..... 10

Figure 4. Débris d'excavation récents à l'entrée d'un terrier occupé de castor de montagne, dans le parc provincial E.C. Manning (Colombie-Britannique), en septembre 2005. (Photo de L. Gyug)..... 20

Figure 5. Présence typique d'une accumulation de végétaux coupés à l'entrée d'un terrier occupé – vallée de la Tulameen, en Colombie-Britannique. (Photo de L. Gyug)..... 21

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Aplodontia rufa* (Rafinesque, 1817)

Nom français : Castor de montagne

Nom anglais : Mountain Beaver

Classification : classe des Mammifères, ordre des Rongeurs, sous-ordre des Sciuromorphes, famille des Aplodontiidés (Wilson et Reeder, 2005)

Le castor de montagne, seul membre de la famille des Aplodontiidés, présente certains des caractères anatomiques et morphologiques les plus primitifs parmi l'ensemble des rongeurs vivant actuellement dans le monde (McGrew, 1941; Banfield, 1974; Hall, 1981). Deux sous-espèces sont présentement reconnues au Canada (Banfield, 1974; Hall, 1981) : l'*Aplodontia rufa rufa* (Rafinesque, 1817), qui vit au sud du Fraser, et l'*A. r. rainieri* (Merriam, 1899), qui vit à l'est du même fleuve. Cependant, des analyses génétiques récemment effectuées dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (n = 383 échantillons, dont 16 de Colombie-Britannique) indiquent que les castors de montagne de l'État de Washington et de Colombie-Britannique appartiennent à la même sous-espèce (Ransome, données inédites; Piaggio, comm. pers., 2010), et qu'il n'est pas génétiquement justifié de reconnaître la sous-espèce *A. r. rainieri*. Tous les échantillons de Colombie-Britannique se rapportent à l'*A. r. rufa*. (Nota : la sous-espèce actuellement nommée *A. r. rufa* pourrait être rebaptisée *A. r. olympica,* nom qui avait déjà été proposé par Merriam [1899] [Piaggio, comm. pers., 2010]).

Ce sont des mineurs d'or de la Sierra Nevada des années 1850 qui, voyant que cet animal rongeait le cambium de branches coupées, lui ont donné le nom de castor de montagne. Le premier nom utilisé pour cet animal dans la littérature, par Lewis et Clark, a été « sewellel », mais ce mot désignait en fait le manteau fait de sa fourrure (Coues, 1893). Suckley et Gibbs (1860) ont rapporté divers noms donnés à l'animal par des peuples amérindiens : « squallah » chez les Yakima, « show'tl »chez les Nisqually, et « o-gwool-lal » chez les Chinook. « Mountain Boomer » est un autre nom vernaculaire utilisé pour ce rongeur, F.S. Matteson, de Coquille (Oregon), ayant rapporté qu'il produit une sorte de boum (Coues [1877] citant Matteson), mais ce son n'a pas été signalé par d'autres sources.

Description morphologique

Le castor de montagne est un rongeur de taille moyenne qui a toutes les apparences du rat musqué, à l'exception de sa queue, qui est courte et densément poilue. Son corps est trapu et couvert d'un pelage grossier de couleur brun foncé (Carraway et Verts, 1993). La masse corporelle moyenne de l'adulte est de 806 g (Lovejoy et Black, 1974). Au Canada, la masse moyenne des castors de montagne de la vallée du bas Fraser est de 948 g (Ransome, données inédites). La longueur totale de l'animal varie de 300 à 470 mm, incluant la queue de 20 à 40 mm (Ingles, 1965).

Structure spatiale et variabilité de la population

Les castors de montagne vivent habituellement près de ruisseaux ou de petites zones de drainage (zones de suintement) parce qu'ils ont besoin de fraîcheur, de beaucoup d'humidité et d'un drainage du sol adéquat (Beier, 1989). Ces habitats sont habituellement localisés; sur le versant oriental des monts Cascade en Colombie-Britannique, les zones continues de ce type d'habitat sont presque toujours de moins de 2,5 ha (Gyug, 2000). Les fortes densités de castors de montagne sont plus ou moins rigoureusement qualifiées de colonies, mais il s'agit plutôt d'agrégats d'individus solitaires (ou d'une femelle adulte avec ses jeunes). Ces agrégats sont observés dans les habitats de grande qualité, où l'espacement entre les terriers, maintenu par les interactions territoriales, est d'au moins 20 m (Martin, 1971). Les adultes vivent seuls dans des terriers souterrains et sont agressifs les uns envers les autres (Nolte *et al.*, 1993).

La variabilité génétique est assez élevée en Colombie-Britannique, neuf haplotypes différents ayant été trouvés dans 16 échantillons d'ADNmt (Ritland et Miscampbell, comm. pers., 2010), ce qui donne à penser que les échanges entre populations sont limités. Aucune étude de flux génique n'a été réalisée, mais on suppose que deux sites se trouvent génétiquement isolés s'ils sont séparés l'un de l'autre par plusieurs kilomètres d'habitat non propice, ou par un cours d'eau important.

Unités désignables

Au Canada, le castor de montagne n'est présent que dans l'extrême sud-ouest de la Colombie-Britannique. On pensait naguère que deux sous-espèces étaient présentes, mais des analyses génétiques récentes (voir la section **Nom et classification**) indiquent qu'il n'y a qu'une seule sous-espèce en Colombie-Britannique. Le COSEPAC (2001) n'a antérieurement reconnu qu'une seule unité désignable pour le castor de montagne, pour la raison que la séparation géographique entre les deux sous-espèces alors reconnues en Colombie-Britannique n'a jamais été bien définie (Cowan et Guiguet, 1965), et aucun caractère morphométrique ne permettait d'assigner de façon fiable les spécimens à l'une ou l'autre sous-espèce (Cosco, 1980). Il n'y a qu'une seule unité désignable au Canada.

Importance de l'espèce

Le castor de montagne est souvent considéré comme étant un fossile vivant. Il s'agit de la seule espèce vivante de la famille des Aplodontiidés, groupe qui a divergé des rongeurs de type sciuridé à l'Éocène, il y a environ 40 millions d'années (McGrew, 1941). On l'avait d'abord classé dans le sous-ordre des Protogomorphes (McGrew, 1941), mais des analyses génétiques ont révélé qu'il entre dans le groupe des rongeurs de type sciuridé (sous-ordre des Sciuromorphes) (voir l'examen taxinomique de Carleton et Musser [2005]). Certains de ses caractères anatomiques sont considérés comme primitifs, ou semblables à ceux des rongeurs ancestraux (Carraway et Verts, 1993). Chez le castor de montagne, la conservation de l'eau est un problème important parce qu'à la différence des autres mammifères, il présente un appareil rénal assez peu développé et une capacité limitée de concentrer l'urine (Nungesser et Pfeiffer, 1965).

Quatre espèces de puces sont fortement associées au castor de montagne, et une de ces espèces, le *Hystrichopsylla schefferi*, la plus grosse puce vivante du monde, a pour seul hôte ce rongeur (Lewis, 1994; Lewis et Lewis, 1994).

Le castor de montagne n'est pas actuellement recherché pour sa viande ou sa fourrure. Les Premières nations de la côte du Pacifique utilisaient ses peaux pour confectionner des couvertures portées comme robes (Coues, 1893). La fourrure n'était pas considérée comme appropriée ou profitable à des fins commerciales (Suckley, 1860; Godin, 1964). Suckley et Gibbs (1860, page 125) ont rapporté que les Nisqually du Puget Sound considéraient le « show'tl » comme le premier animal à avoir été créé et prisaient grandement sa viande.

Dans les États du nord-ouest des États-Unis bordant le Pacifique, le castor de montagne est souvent considéré comme un ravageur forestier (Nolte et Dyzkeul, 2002). Le type de dommage qu'il cause le plus fréquemment est la coupe de la tête des semis de petite taille plantés depuis au plus quatre ans (Borrecco *et al.*, 1979), quoique des conifères dont le diamètre atteint 2,5 cm peuvent aussi être coupés (Nolte et Dyzkeul, 2002). Jusqu'à 25 % des semis de douglas de Menzies (*Pseudostuga menziesii*) nouvellement plantés peuvent être détruits par le castor de montagne (Hooven, 1977; Motobu, 1978), et dans certains secteurs présentant de fortes densités de ce rongeur, la régénération des plantations de conifères est difficile (Nolte et Dyzkeul, 2002). Des dommages ont été rapportés dan quelques plantations de la vallée de la Chilliwack (Cosco, 1980; Ransome, données inédites), mais le castor de montagne n'est pas considéré comme un ravageur important dans la majeure partie de son aire de répartition canadienne.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

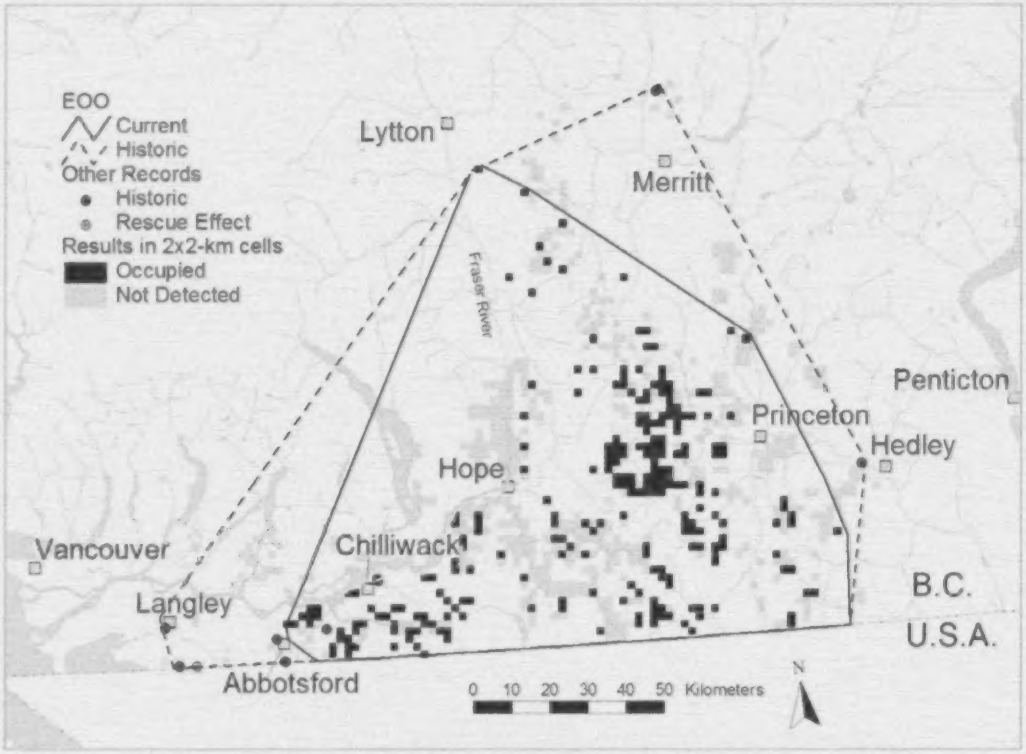
La famille des Aplodontiidés est apparue dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Shotwell, 1958). Actuellement, le castor de montagne n'est présent que dans cette même région dans les monts Cascade et la Sierra Nevada, et à l'ouest de ces montagnes (figure 1; Hall, 1981). On le trouve dans le nord de la Californie, dans une petite portion du Nevada près du lac Tahoe, dans les portions ouest de l'Oregon et de l'État de Washington, et dans l'extrême sud-ouest de la Colombie-Britannique. L'aire de répartition canadienne de l'espèce représente environ 5 % de son aire de répartition mondiale.

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
B.C. = C.-B.
Alta. = Alb.
U.S.A. = É.-U.
Mexico = Mexique

Figure 1. Aire de répartition mondiale du castor de montagne (*Aplodontia rufa*), en gris foncé (d'après Hall, 1981).

Aire de répartition canadienne

Au Canada, le castor de montagne est présent dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique (figure 2; Gyug, 2000; Nagorsen, 2005). La zone d'occurrence historique (avant 1960) de l'espèce au Canada était de 17 149 km^2 (figure 2), selon la méthode du plus petit polygone convexe (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2010). La zone d'occurrence actuelle est de 12 120 km^2.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Fraser River = Fleuve Fraser
B.C. = C.-B.
U.S.A. = É.-U.
Kilometers = kilomètres
EOO = Zone d'occurrence
Current = Actuelle
Historic = Historique
Other records = Autres mentions
Historic = Historique
Rescue Effect = Immigration de source externe
Results in 2X2-km cells = Résultats dans les mailles de grille de 2 km de côté
Occupied = Espèce présente
Not detected = Espèce non détectée

Figure 2. Zone d'occurrence et secteurs où le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) a été recherché au Canada, avec tous les résultats des recherches pour la période 1996-2010 présentés par maille de grille de 2 km de côté, et toutes les mentions historiques rapportées par Gyug (2000). La ligne tiretée délimite la zone d'occurrence d'avant les années 1960, et le trait plein la zone d'occurrence actuelle.

L'espèce a très probablement disparu avant 2000 de deux sites se trouvant l'un au nord de Merritt et l'autre près de Hedley, où elle avait été signalée en 1947 et en 1928, respectivement (figure 2). Lors des recherches ciblant le castor de montagne réalisées dans ces secteurs en 2000, 2001 et 2003, on n'a pas trouvé de terriers ni d'individus (Gyug, données inédites). Les terriers sont facilement détectables et il est donc peu probable que des animaux ne soient pas détectés là où il s'en trouve. Un signe de la présence de l'espèce a été rapporté à un site au nord de Merritt (Gyug, 2000), mais il a été plutôt attribué au comportement de mise en cache de nourriture de l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) (Gyug, données inédites). Ailleurs, quatre sites se trouvant dans une zone non fouillée antérieurement étendent l'aire de l'espèce au nord de Princeton (Gyug données inédites). Lors des relevés étendus réalisés du côté ouest de l'aire de l'espèce depuis 1999, on n'en a pas détecté la présence au nord ou à l'ouest du Fraser (Ransome, 2003; Keystone Wildlife Research, données inédites).

Comme le castor de montagne utilise un habitat spécifique dans une zone donnée, tant la zone d'occurrence que la zone d'occupation surestiment la répartition de l'espèce. La zone d'occupation est estimée à 7 836 km^2 (figure 3) et est basée sur la superficie des terres qui dans les mailles de grille de 2 km de côté se trouvant dans la zone d'occurrence sont plus humides que l'isoligne de 150-175 mm pour les précipitations totales moyennes de mai à août (isoligne fondée sur les valeurs mensuelles moyennes pour la période 1961-1990; Centre for Forest Gene Conservation, 2010). Le castor de montagne n'est présent que du côté le plus humide de l'isoligne. La limite nord-ouest de la zone occupée suit le fleuve Fraser. Pour établir la zone d'occupation, on a aussi retranché dans la vallée du bas Fraser 700 km^2 où l'habitat a été transformé en terres agricoles ou en zones urbaines ou suburbaines depuis la colonisation par les Européens (il y a plus de 50 ans).

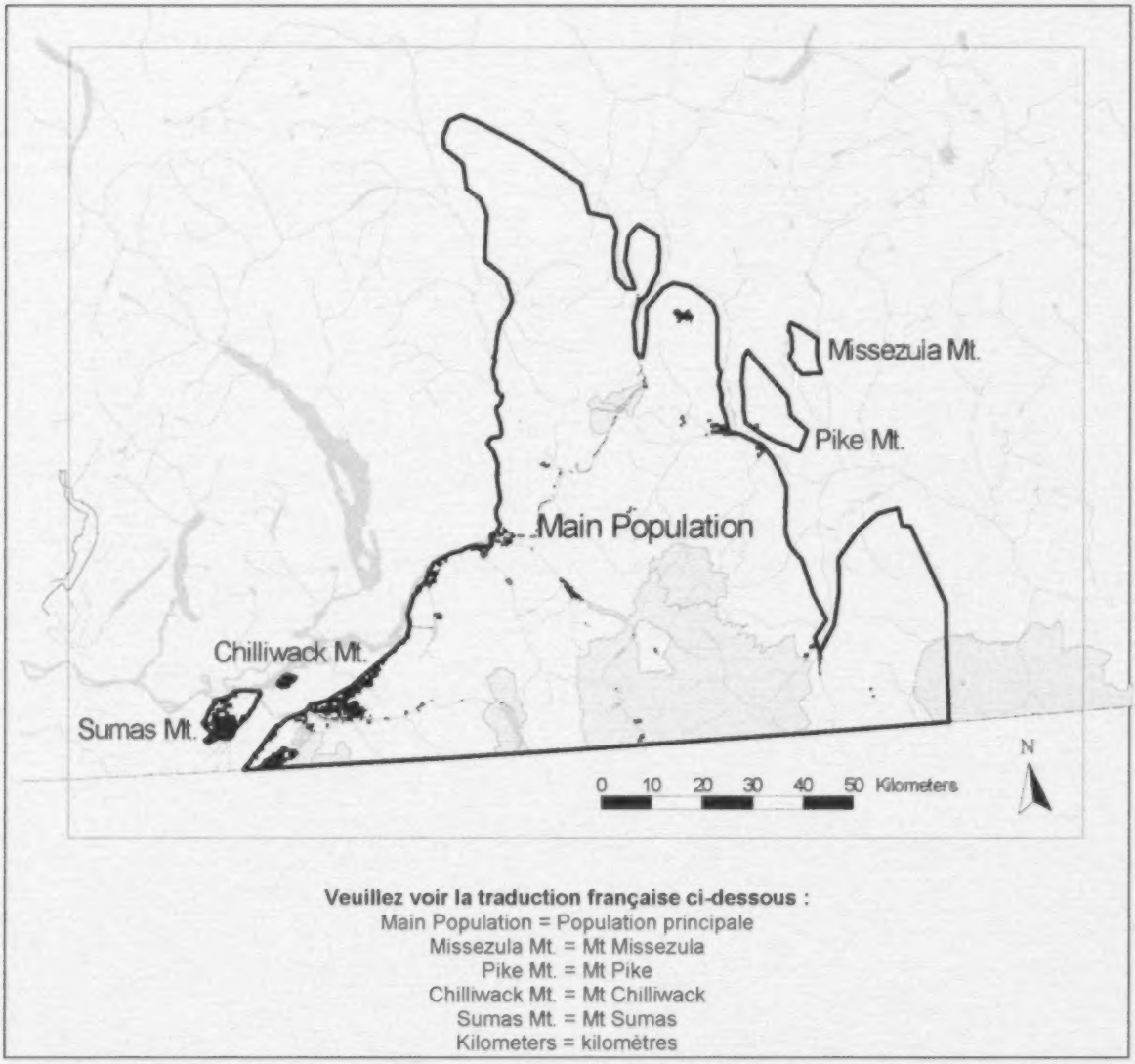


Figure 3. Populations de castors de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada, soit la population principale et les quatre populations isolées. Les terres privées sont en noir, et les parcs provinciaux en vert. La zone d'occupation est délimitée par trait plein.

L'indice de la zone d'occupation (IZO) est estimé à 3 496 km^2. En tout, 558 mailles de grille de 2 km de côté se trouvant dans la zone d'occupation ont fait l'objet de relevés, et le castor de montagne a été détecté dans 249 (44,6 %) de ces mailles (figure 2). En supposant que ce même taux de détection aurait été obtenu si l'ensemble des mailles possibles avaient fait l'objet de relevés, on obtient cet IZO de 3 496 km^2 (44,6 % de la superficie totale [zone d'occupation] de 7 836 km^2). On doit cependant interpréter cet IZO avec prudence parce que les mailles ont été visitées dans le cadre de divers projets distincts et n'ont donc pas été choisies au hasard ni fouillées de façon uniforme. Il s'agit toutefois de la seule estimation existante.

On trouve cinq populations dans l'aire de répartition canadienne (figure 3). La population principale est relativement continue et présente probablement un flux démographique et génique important. Quatre autres populations sont reconnues du fait qu'elles sont séparées les unes des autres par 2-6 km d'habitat non propice, et que le flux génique entre ces unités et la population principale est probablement très faible. Deux de ces quatre populations se trouvent à la bordure ouest de l'aire de répartition de l'espèce sur le mont Chilliwack (zone d'occupation de 4 km^2) et le mont Sumas (zone d'occupation de 64 km^2), dans la vallée du bas Fraser. Les deux autres populations se trouvent sur le mont Pike (zone d'occupation de 128 km^2) et le mont Missezula (zone d'occupation de 44 km^2) du côté est des monts Cascade.

Des relevés étendus ont révélé que l'aire de l'espèce dans la vallée du bas Fraser s'est rétrécie (figure 2; Ransome, 2003). Des castors de montagne ont été signalés dans plusieurs parcs municipaux à l'ouest d'Abbotsford dans les années 1960 (Ryder, comm. pers., 2003), ainsi qu'à deux sites au sud de Langley au cours des 30 dernières années, près de la frontière américaine (Ransome, 2003). Aucun signe de la présence de l'espèce n'a été observé lors de relevés effectués dans les parcs municipaux en 2003. Un individu observé à l'ouest d'Abbotsford était probablement un juvénile en dispersion provenant de l'État de Washington et non pas un membre de la population de la Colombie-Britannique (Ransome, 2003). Cet individu a été capturé dans l'étang d'une résidence qu'un ponceau reliait au territoire de l'État de Washington. L'animal n'avait laissé aucun signe d'activité locale, et immédiatement après avoir été relâché, il a regagné le territoire américain. La population se trouve donc aujourd'hui délimitée à l'ouest par le mont Sumas, au nord-est d'Abbotsford, et le mont Vedder, au sud-est de cette même municipalité (figure 3).

Les effectifs canadiens du castor de montagne sont répartis en de nombreuses localités selon la définition que donne le COSEPAC au terme « localité », soit une zone particulière du point de vue géographique dans laquelle un phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les individus présents. La population principale et les deux populations de l'est (figure 3) sont exposées à de nombreux plans de récolte forestière dont l'impact probable sur l'espèce est variable selon le plan. Les deux populations de l'ouest (monts Chilliwack et Sumas) sont menacées par le développement résidentiel, et bien que soit ici en jeu un exercice de zonage unique, l'impact potentiel de chaque aménagement résidentiel sur le castor de montagne est suffisamment variable pour que chaque propriété soit considérée comme une localité.

Activités de recherche

Les importants relevés et récoltes de données effectués dans la période 1996-2010 ont grandement accru notre connaissance de la répartition et des effectifs du castor de montagne. Les relevés réalisés depuis ceux rapportés par Gyug (2000) comprennent le relevé de 283 sites mené par Ransome (2003), principalement dans la vallée du bas Fraser. Entre 20 minutes et 3 heures de recherche ont été allouées par site selon la taille des sites (taille variant de moins de 1 ha à 60 ha). Des castors de montagne ont été trouvés à 94 sites. En 2000 et 2001, la firme Keystone Wildlife Research (données inédites) a fouillé 358 parcelles d'habitat à l'ouest du Fraser, et 1 324 au sud et à l'est du fleuve près de Hope. Aucun signe de la présence du castor de montagne n'a été relevé à l'ouest du fleuve, mais des signes ont été observés dans 26 parcelles au sud et à l'est du fleuve. Ces petites parcelles (400 m^2) s'inscrivaient dans un projet de cartographie des écosystèmes et n'avaient pas été choisies spécifiquement en tant qu'habitat potentiel du castor de montagne. En 2000-2001, Gyug (données inédites) a relevé des signes de la présence de l'espèce dans 26 de 360 sites du côté oriental des monts Cascade dans le cadre de relevés ciblant d'autres espèces. Gyug (données inédites) a aussi fouillé environ 45 km du corridor d'un projet de pipeline du côté est des monts Cascade en 2002 et trouvé des signes de la présence de l'espèce à neuf sites. Un site abritant l'espèce est défini comme une zone continue renfermant des signes de la présence de l'espèce et s'étendant sur une longueur d'au plus 500 m, habituellement le long d'un ruisseau. Gyug (2005) a effectué un relevé des parcs provinciaux Skagit Valley et E.C. Manning et trouvé des signes de la présence de l'espèce à 11 de 21 sites totalisant environ 1 000 ha (taille des sites variant de 4 à 200 ha). Il y a trouvé 110 terriers occupés, huit sites présentant des débris d'excavation (figure 4) ou de la végétation récemment coupée, et 20 anciens réseaux de galeries sans signe de présence récente. D'autres observations fortuites de castors de montagnes ou de signes de la présence de l'espèce ont été rapportées par Ransome (données inédites, n = 40), Gyug (données inédites, n = 12), le ministère de la Défense nationale (n = 17; Bears et Hammond, 2010; Knopp et Larkin, 2004), et par divers naturalistes qui en ont fait part à Gyug (n = 18).

En résumé, on peut dire que la répartition générale du castor de montagne est bien connue. Par contre, la taille des populations est mal connue parce que les recherches effectuées dans l'aire de répartition de l'espèce n'ont pas été suffisamment intensives; en effet, moins de 50 % de toutes les mailles de grille de 2 km de côté pouvant renfermer de l'habitat propice à l'espèce ont été couvertes par les relevés effectués à ce jour.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Les castors de montagne ont besoin de sols permettant l'aménagement de galeries, de terriers, et de « sentiers » (voies de déplacement comportant des sections souterraines et des sections à la surface du sol légèrement creusées du fait de leur usage fréquent), d'un microclimat frais et humide à l'intérieur des galeries et terriers, et de nourriture adéquate à moins de 50 m de leurs terriers (Martin, 1971; Carraway et Verts, 1993). Un drainage souterrain qui maintient la plupart des galeries et terriers humides, au point où de l'eau peut s'y infiltrer, semble idéal (Beier, 1989; Carraway et Verts, 1993; Gyug, 2000). Les sentiers et les galeries peuvent être très mouillés, mais les terriers souterrains doivent demeurés secs et se trouver au-dessus du niveau phréatique. L'établissement de terriers et de réseaux de galeries ne semble possible qu'en sols profonds (Camp, 1918).

Le castor de montagne vit dans des forêts de tous âges, mais il semble préférer les premiers stades de succession jusqu'aux stades intermédiaires, où la nourriture herbacée est abondante (Neal et Borrecco, 1981; Carraway et Verts, 1993). La présence d'ouvertures permanentes associées à des ruisseaux ou à des zones de suintement est importante (Gyug, 2000). Dans les secteurs boisés de la vallée du bas Fraser, des castors de montagne sont communément présents dans des milieux dont les stades vont de la coupe à blanc récente à des peuplements de 15 ans présentant soit des zones de suintement, soit des secteurs à végétation luxuriante (Ransome, données inédites). Les populations côtières peuvent atteindre les densités les plus élevées dans les secteurs dont les stades vont des premiers stades de succession jusqu'aux stades intermédiaires où poussent de jeunes (20 ans) arbres de seconde venue, des arbustes et des plantes herbacées non graminoïdes (Scheffer, 1929; Dice, 1932; Svihla et Svihla, 1933; Hooven, 1973, 1977).

Dans l'est des monts Cascade, les plus fortes densités de castors de montagne ont été observées dans des zones de suintement de forêts coniférienes d'altitude, qui étaient dominées par l'épinette d'Engelmann (*Picea engelmannii*), le sapin subalpin (*Abies lasiocarpa*) et le sapin gracieux (*A. amabilis*) (Gyug, 2000). Ces sites consistaient en des mosaïques fines de forêt sous-hygrique à hygrique entrecoupée de petites prairies où la nappe phréatique atteignait la surface ou s'en approchait. Les castors de montagne semblaient s'alimenter surtout dans les prairies humides, qui étaient parcourues de sentiers; les terriers se trouvaient habituellement sous des masses racinaires d'arbres dans la forêt adjacente.

Gyug (2001, 2005) a observé que les terriers se trouvaient au voisinage immédiat de zones de suintement dans la partie inférieure de pentes ou dans des cônes alluviaux où les matériaux parentaux étaient issus de moraines, et non pas dans les vallées de gros ruisseaux ou rivières bordés de plaines inondables bien établies couvertes de gravier et de galets où dominent les matériaux parentaux fluvio-glaciaires grossiers (p. ex. vallée de la Skagit, en Colombie-Britannique). Le castor de montagne

préfère les petits ruisseaux d'altitude aux ruisseaux d'ordres supérieurs se trouvant à basse altitude et plus susceptibles de présenter des crues entraînant l'inondation de leurs zones riveraines (Gyug, 2000; Beier, 1989). Des terriers ont été trouvés à des altitudes variant du niveau de la mer à 1 925 m (Gyug, 2000; Ransome, données inédites), et sur des pentes pouvant atteindre une inclinaison de 73 % (Gyug, 2000). Du côté est des monts Cascade, le long de petits ruisseaux ou dans des zones de suintement se trouvant à plus de 50 m d'un ruisseau cartographié, davantage de terriers ont été trouvés sur des pentes abruptes dont l'orientation variait de 286° à 135° (Gyug, 2000).

Tendances en matière d'habitat

Les changements en matière d'habitat sont liés à trois menaces : les changements climatiques, la perte d'habitat due au développement, et l'exploitation forestière (voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

Environ 700 km^2 anciennement occupés par le castor de montagne dans la vallée du bas Fraser ont été transformés aux fins de l'agriculture ou du développement urbain ou suburbain depuis la colonisation par les Européens (Gyug, 2000). Aucune autre étendue d'habitat importante n'est actuellement perdue au profit de l'agriculture parce que la plupart des terres arables sont déjà utilisées. Cependant, le développement urbain ou suburbain se poursuit dans la vallée du bas Fraser, environ 100 km^2 d'habitat de l'espèce étant zonée pour des aménagements futurs sur le territoire des villes d'Abbotsford (City of Abbotsford, 2005) et de Chilliwack (City of Chilliwack,1996, 2007) et dans la circonscription électorale « G », dans le district régional de la vallée du Fraser (Fraser Valley Regional District, 2008). Ces zones d'habitat sont actuellement partiellement en cours de développement, mais elles ne devraient pas être développées dans leur entièreté dans la présente période de planification de 20 ans, sauf sur le mont Chilliwack, dont la superficie est de moins de 5 km^2 et où le développement a débuté dans les années 1990. On ne peut estimer avec précision la quantité d'habitat qui pourrait être perdue au cours des 12 prochaines années (trois générations) parce que la superficie et la localisation précise de l'habitat du castor de montagne sur les monts Chilliwack et Sumas sont inconnues. Il se peut que l'espèce disparaisse de ses localités sur ces deux monts dans le futur, mais pas dans les trois prochaines générations.

La majeure partie de l'aire de répartition du castor de montagne est sujette à l'aménagement forestier. L'effet de l'exploitation forestière sur le castor de montagne est difficile à quantifier parce que cette activité peut présenter à la fois des avantages et des inconvénients pour l'espèce. L'enlèvement d'une part importante de la voûte forestière (p. ex. par suite de coupes à blanc ou d'autres types de récolte) peut accroître la convenabilité de l'habitat du fait d'une augmentation de la production d'aliments prisés par l'espèce. Cependant, la récolte peut aussi réduire la convenabilité de l'habitat du fait de la perturbation et du compactage du sol par la machinerie lourde (Gyug, 2000). Dans une étude post-hoc concernant le côté est des monts Cascade, où diverses formes de coupes à blanc ont été effectuées au cours des huit années qui ont

précédé l'année de l'étude (1997), on a trouvé que les densités de castors de montagne aux sites perturbés par de la machinerie lourde (n = 458 peuplements) étaient de 85-95 % inférieures à celles trouvées aux sites (n = 459) non gravement perturbés par de la machinerie (Gyug, 2000). Il n'existe pas d'études à plus long terme. Le compactage des sols est dû à la machinerie lourde utilisée pour la récolte et le débardage du bois, et le scarifiage des sites pour la plantation (Gyug, 2001). Le creusement de ruisseaux et l'empilage de débris ligneux grossiers dans les ruisseaux ont aussi une incidence sur l'habitat du castor de montagne (Gyug, 2000). On a observé que le brûlage extensif après les coupes à blanc peut tuer directement jusqu'à 50 % d'une population de castors de montagne (Motobu, 1978), mais le brûlage extensif en Colombie-Britannique n'a pas semblé réduire la convenabilité de l'habitat sur le long terme pour autant que les sols n'étaient pas compactés de façon excessive (Gyug, 2000; Gyug, données inédites).

Les pertes d'habitat sont plus difficiles à évaluer pour les castors de montagne vivant du côté ouest des monts Cascade. Les facteurs influant sur les densités de castors y sont moins bien connus, en partie parce que les densités sont plus difficiles à déterminer (Ransome, données inédites), mais aussi parce que les recherches ont été réalisées aux États-Unis et visaient essentiellement à éloigner les castors de montagne des parterres de coupe à blanc en régénération pour prévenir les dommages qu'ils causent aux jeunes conifères (voir p. ex. Arjo *et al.*, 2004; Arjo *et al.*, 2009). Dans une étude réalisée à l'ouest des monts Cascade dans la zone côtière de l'État de Washington, on a observé que les castors de montagne recolonisaient les parterres de coupe à blanc quelles que soient les mesures prises pour les en empêcher ou le type de récolte de bois effectué (Arjo, 2010).

Une étude avant-après a été entreprise en 1998 pour déterminer si les effets de la récolte de bois pouvaient être atténués. Les sites ont fait l'objet de coupes à blanc mais seulement en présence d'un fort couvert de neige (ce qui ne devrait pas compacter les sols), et la machinerie lourde était interdite dans les secteurs renfermant des réseaux de galeries (Gyug, 2001). En 2010, Gyug (données inédites) a dénombré tous les terriers dans 13 blocs de coupe (taille moyenne de 24 ha, plage de 3 à 41 ha) qui avaient fait l'objet de coupes à blanc de 2 à 12 ans auparavant. La densité de castors de montagne après la récolte (0,58 terrier/ha [erreur-type : ± 0,17]) était semblable à la densité d'avant la récolte (0,61 terrier/ha [erreur-type : ± 0,22]), ce qui donne à penser que le nombre de castors de montagne ne diminuera pas nécessairement dans les parterres de coupe à blanc quand des efforts sont faits pour limiter le compactage et la perturbation des sols dans les microsites occupés. Cependant, ce type de pratiques est d'application volontaire, et il n'existe pas de données sur leur application dans l'aire de répartition de l'espèce.

Certains impacts de l'exploitation forestière ont été partiellement atténués depuis la dernière évaluation de l'espèce par le COSEPAC, réalisée en 2001. Le code de pratiques forestières de la Colombie-Britannique (B.C. Forest Practices Code) et d'autres politiques ont donné lieu à la désignation d'une zone d'habitat faunique (Wildlife Habitat Area) de 79 ha pour le castor de montagne dans la région de Chilliwack, et à l'établissement de bandes tampons de différentes largeurs le long de cours d'eau cartographiés. La machinerie lourde est interdite sur 5 m en bordure des ruisseaux. La réglementation interdit le creusement des ruisseaux et l'empilage de débris dans les cours d'eau. La *Forest and Range Practices Act* (2004) a remplacé ces pratiques de nature prescriptive par des pratiques axées sur les résultats, qui font plus appel à un accroissement de l'autosurveillance exercée par l'industrie. On ne dispose d'aucune donnée concernant la conformité à cette réglementation.

Les bandes tampons de 5 m profitent au castor de montagne du fait que le sol ne s'y trouve pas compacté. Cependant, l'habitat de l'espèce ne se limite pas à ces bandes de 5 m : la mesure de la distance de 253 terriers actifs par rapport au ruisseau le plus proche en 1997-1998 a révélé que seulement 19 % de ces terriers se trouvaient à moins de 5 m du cours d'eau (L. Gyug, données inédites). Par ailleurs, le castor de montagne utilise aussi des zones de suintement créées par le drainage en nappes, mais ces sites ne sont pas protégés. Environ 80 % des sites de terriers du castor de montagne dans les habitats faisant l'objet d'un aménagement forestier ne seraient pas nécessairement protégés contre la machinerie lourde (L. Gyug, comm. pers.).

En résumé, certaines pratiques forestières néfastes pour le castor de montagne n'ont plus cours, mais on peut penser que d'autres pratiques, soit celles qui peuvent compacter les sols, peuvent représenter un problème sur de grandes étendues, la mesure dans laquelle sont mises en œuvre les pratiques volontaires permettant de réduire au minimum le compactage des sols étant inconnue. Les bandes tampons assurent la protection d'environ 20 % de l'habitat sujet à l'exploitation forestière.

BIOLOGIE

La plupart des données sur la biologie du castor de montagne proviennent d'études réalisées dans le nord-ouest des États-Unis, mais on suppose qu'elles valent pour les castors de montagne vivant en Colombie-Britannique.

Cycle vital et reproduction

Le castor de montagne produit une portée par année, entre février et mai selon l'altitude (Carraway et Verts, 1993; Feldhamer et Rochelle, 2003). Les portées comptent deux ou trois jeunes, occasionnellement quatre, et la taille moyenne des portées est de 2,5 jeunes par femelle (Carraway et Verts, 1993). La gestation est de 28-30 jours et les jeunes sont sevrés à l'âge de deux mois (Carraway et Verts, 1993; Feldhamer et Rochelle, 2003). Les jeunes quittent le terrier durant leur premier été ou à l'automne.

Les femelles ne se reproduisent pas avant l'âge de deux ans (Carraway et Verts, 1993). On estime la longévité de l'espèce à 5-6 ans, selon des études de piégeage vivant (Martin, 1971; Lovejoy et Black, 1979a). La durée d'une génération est estimée à quatre ans, selon la médiane de la plage maximale de l'âge de reproduction (2-6 ans). Le taux de survie annuel des adultes a été estimé à 64 % (Lovejoy et Black, 1979a), à environ 50 % (plage de 0,19-1,00; Arjo *et al.*, 2007), et à 65 % (plage de 0,56-0,82; Arjo, 2010). Ces taux de survie semblent insuffisants pour assurer le maintien des populations, mais les résultats d'un modèle matriciel pré-reproduction à deux classes d'âge et un seul sexe, utilisant un taux de survie des femelles de 60 % (pour les jeunes de l'année, les juvéniles et les adultes), une longévité de 5 ans et un taux de fécondité de 1,25 jeune de l'année femelle par femelle adulte, laissent croire que la population demeurerait stable avec un tel taux de survie (P. Nantel, comm. pers., 2011). Une analyse de viabilité des populations (Vortex 9.9) fondée sur des données de taux de survie publiées conclut de même que les taux de survie observés seraient suffisants pour assurer le maintien des populations (G. Sutherland, comm. pers., 2011).

Physiologie et adaptabilité

Le castor de montagne a un système rénal inefficace qui ne peut produire de l'urine hypertonique; il doit donc consommer beaucoup d'eau, soit directement soit dans son alimentation (Nungesser et Pfeiffer, 1965). Cette caractéristique physiologique l'oblige à vivre dans des zones fraîches et humides (Carraway et Verts, 1993). Par ailleurs, sa capacité de thermorégulation étant faible, il ne peut maintenir son activité quand les températures ambiantes sont de plus de 28 °C (Johnson, 1971). Il atteint une température corporelle létale après une exposition de deux heures à une température ambiante de 32-35 °C (Johnson, 1971). Le castor de montagne se caractérise par le fait que ses aliments fermentent dans son intestin postérieur et qu'il pratique la coprophagie; il produit des boulettes fécales tant molles que dures, et réingère les boulettes molles (Ingles, 1961). On dispose de peu d'information sur son activité hivernale, mais on sait qu'il reste actif tout l'hiver et s'alimente de plantes et d'écorces dans des tunnels creusés dans la neige (Ransome, 2003).

Alimentation

Le castor de montagne s'alimente de diverses espèces de plantes herbacées et arbustives. Les pousses et le cambium des arbustes et des arbres peuvent être consommés en toute saison (Verts et Carraway, 1998). Une grande variété de fragments de plantes herbacées sont amassés à l'entrée des terriers (figure 5, Gyug, 2000). Ces fragments végétaux sont laissés à la surface jusqu'à leur flétrissement, possiblement pour qu'ils pourrissent moins rapidement une fois introduits dans le terrier aux fins d'entreposage et de consommation (Voth, 1968; Karban *et al.*, 2007).

Domaines vitaux, densité et dispersion

Le castor de montagne n'est pas migrateur et utilise habituellement le même domaine vital et le même terrier toute l'année (il arrive cependant, en de rares occasions, qu'un adulte change de terrier; Martin, 1971). Une étude radiotélémétrique a montré que 90 % de l'activité de l'animal se déroule à moins de 25 m de son terrier, et 99 % à moins de 50 m (Martin, 1971). Dans les monts Cascade, Gyug (2000) a observé que la majeure partie des signes d'activité récente et des sentiers récemment utilisés se trouvaient à moins de 50 m des terriers, mais certains sentiers fréquemment utilisés s'étendaient jusqu'à 125 m des terriers. À partir de données de télémétrie et de piégeage vivant, on a établi que des domaines vitaux avaient une superficie moyenne de 0,10 à 0,32 ha (Martin, 1971; Lovejoy et Black, 1979b; Neal et Borrecco, 1981). Des données radiotélémétriques récentes obtenues dans la zone côtière de l'État de Washington ont révélé l'existence de domaines vitaux beaucoup plus étendus (méthode des noyaux à 95 %), présentant des moyennes de 4,8 ha et de 1,4 ha à deux sites (Arjo *et al.*, 2007), et de 2,6 ha dans des forêts, mais de 0,7-0,8 ha après récolte du bois (Arjo, 2010). Des déplacements à plus de 200 m des terriers ont été rapportés (Arjo *et al.*, 2007).

Les densités observées de terriers de castors de montagne dans de l'habitat de qualité du côté est des monts Cascade au Canada variaient de 0,24 à 1,1 terrier/ha dans les zones de recensement (Gyug, 2000). Dans les habitats de moindre qualité, les densités étaient de 0,05-0,06 terrier/ha (Gyug, 2000). Les densités établies dans les parcs provinciaux Skagit Valley et E.C. Manning, en Colombie-Britannique, variaient de 0,15 à 1,74 terrier/ha (Gyug, données inédites). Les plus fortes densités observées à ce jour dans la province sont de 4,4 à 5,8 sites de terriers/ha, dans des habitats de haute qualité se trouvant du côté est des monts Cascade (Gyug, 2000). Les densités de terriers rapportées pour la zone côtière de l'État de Washington et de l'Oregon étaient de 0,5-4,4 terriers/ha (Arjo *et al.*, 2007), de 3,2-3,8 terriers/ha (Neal et Borrecco, 1981) et de 4,1-5,4 terriers/ha (Lovejoy et Black, 1979a). Les densités de terriers observées dans les habitats de haute qualité du côté est des monts Cascade en Colombie-Britannique étaient semblables à ces dernières. La seule estimation de densité (0,67 individu/ha) pour le côté ouest des monts Cascade en Colombie-Britannique a été établie à partir d'une étude de piégeage vivant réalisée sur le mont Sumas (Salvador et Gravel, 2010; Ransome, données inédites).

Les capacités de dispersion du castor de montagne semblent assez faibles. Lors de l'expansion post-glaciaire de son aire de répartition, l'espèce semble ne pas avoir été capable de franchir le Fraser pour s'établir au nord du fleuve où l'on trouve de l'habitat apparemment propice, ni de gagner l'habitat apparemment propice qu'on trouve aussi dans la zone humide intérieure des monts Columbia (Gyug, 2000). Martin (1971) a observé que neuf de dix jeunes s'étant dispersés depuis leurs terriers nataux sont demeurés à l'intérieur du site de son étude, le dixième ayant établi un terrier à une distance de 570 m. Arjo *et al.* (2007) ont calculé une distance moyenne de dispersion de 148 m (n = 7; maximum de 326 m) depuis des terriers nataux, mais leurs observations n'étaient pas systématiques parce que les juvéniles n'avaient pas été munis de radioémetteurs.

Relations interspécifiques

Arjo (2003) a estimé un taux annuel de prédation de 40 %, et la prédation a été responsable de 70-75 % des mortalités de castors de montagne à deux sites ayant fait l'objet d'une autre étude (Arjo *et al.*, 2007). Les castors de montagne sont attaqués par divers prédateurs, dont des rapaces diurnes ou nocturnes, des mustélidés, le lynx roux (*Felis rufus*) et le coyote (*Canis latrans*) (Carraway et Verts, 1993; Arjo *et al.*, 2007). Des écureuils roux ou des écureuils de Douglas (*Tamiasciurus douglasii*) cachent souvent des cônes dans les terriers et les galeries des castors de montagne (Gyug, données inédites). Quatre espèces de puces ont pour hôte spécifique le castor de montagne (voir la section **Importance de l'espèce**).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Les zones de recensement des castors de montagne en Colombie-Britannique ont été échantillonnées de façon non systématique selon les circonstances, les efforts ayant été concentrés dans les habitats où la présence de l'espèce était probable, ou dans les zones où des coupes de bois étaient proposées (Gyug, 2000, 2001, 2005, données inédites). Habituellement, on conclut à la présence de castors de montagne quand on trouve des indices frais à l'entrée des terriers, et chaque terrier occupé est considéré comme habité par un seul castor de montagne.

Les relevés en Colombie-Britannique se sont concentrés sur l'établissement de la présence de l'espèce (voir Gyug [2000] et la section **Activités de recherche** plus haut) plutôt que sur l'estimation des densités d'animaux. La capacité d'estimer la densité est tributaire des différences de végétation d'un côté et de l'autre des monts Cascade. Du côté est, les sites de terriers peuvent être repérés en été et à l'automne en raison de leur espacement régulier et des fortes accumulations de végétaux coupés à l'entrée des terriers (figures 4 et 5), ce qui permet d'estimer la densité d'individus et les effectifs dans des zones définies (Gyug, 2000; Gyug, 2001; Gyug, 2005). Cependant, du côté ouest des monts Cascade, il est difficile de déterminer le nombre de terriers occupés à quelque endroit que ce soit parce que les castors de montagne vivent dans des peuplements denses d'arbustes et de fougères, ce qui rend difficile la détection des accumulations de végétaux coupés et autres indices frais (Ransome, 2003; Gyug, 2005). De ce côté des monts Cascade, les densités de castors de montagne devraient généralement être établies par des études utilisant le piégeage vivant (voir p ex. Salvador et Gravel, 2010), qui demandent passablement de temps et d'effort. Une seule étude de ce type a été réalisée en Colombie-Britannique (Salvador et Gravel, 2010).

Figure 4. Débris d'excavation récents à l'entrée d'un terrier occupé de castor de montagne, dans le parc provincial E.C. Manning (Colombie-Britannique), en septembre 2005. (Photo de L. Gyug)

Figure 5. Présence typique d'une accumulation de végétaux coupés à l'entrée d'un terrier occupé – vallée de la Tulameen, en Colombie-Britannique. (Photo de L. Gyug)

Effectifs

L'effectif total de castors de montagne au Canada et inconnu, mais il s'élève probablement à plus de 10 000 individus matures. Cette estimation est très grossière, car les zones de recensement n'ont pas été choisies au hasard dans l'ensemble de l'aire de répartition ou à l'intérieur de strates cartographiées fondées sur la convenabilité ou la capacité de l'habitat. Environ 1 500 terriers ont été trouvés, mais il devrait y en avoir beaucoup plus dans les habitats propices à l'espèce, particulièrement dans la partie ouest de son aire de répartition, où la végétation rend difficile la détection des terriers. Les estimations de la densité d'individus en Colombie-Britannique varient de 0,05 à 5,8 terriers/ha [= 5 à 580 animaux /km^2, ou 10 à 1 160 animaux/maille de grille de 2 km de côté] (voir la section **Domaines vitaux, densité et dispersion**), et l'IZO est estimé à 3 496 km^2. Moins de la moitié de toutes les mailles de 2 km de côté renfermant de l'habitat potentiel utilisées dans l'estimation de l'IZO ont fait l'objet de relevés. Il n'a pas été possible de quantifier la superficie exacte couverte par les relevés étant donné que les recherches ont été réalisées dans le cadre de projets variés poursuivant de nombreux objectifs différents, et que les données originales n'étaient pas toujours disponibles. On devra effectuer une cartographie à plus forte résolution (à l'échelle de 1:10 000) des niveaux d'humidité du sol et du compactage des sols, à l'échelle locale, pour que soit possible une meilleure estimation de la superficie totale d'habitat et de l'effectif total de l'espèce.

Fluctuations et tendances

Les effectifs de castors de montagne semblent fluctuer localement selon la superficie de milieux se trouvant aux premiers stades de succession forestière présentant des conditions de sol et d'humidité favorables à l'espèce. Des études pluriannuelles de piégeage vivant menées à une échelle locale de quelques hectares ont révélé des fluctuations annuelles des effectifs de l'ordre de 20 % (Lovejoy et Black, 1979a; 4,2 à 5,4 animaux/ha) et de 50 % (Arjo *et al.*, 2007; 0,49 à 0,99 animaux/ha à un site, 2,13 à 4,38 animaux/ha à un autre site) de la densité maximale observée. Par contre, les fluctuations des effectifs à grande échelle géographique sont probablement assez faibles, la récolte de bois n'étant pratiquée que dans un petit pourcentage de l'aire de répartition de l'espèce annuellement.

L'aire de répartition du castor de montagne a rétréci d'environ 29 %, selon la diminution de la zone d'occurrence au cours des 50-60 dernières années (figure 2). L'espèce a disparu de sites se trouvant dans le nord et dans l'est de son ancienne aire près de Merritt et de Hedley. Elle a aussi disparu de sites se trouvant du côté ouest près de Langley. Ces déclins se sont produits sur une période plus longue que la période de trois générations (12 années) utilisée par le COSEPAC. Des déclins plus récents ont été signalés de manière anecdotique dans des terres agricoles de la vallée du bas Fraser, et dans les piémonts adjacents (Gyug, 2000; voir aussi la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

Immigration de source externe

Le castor de montagne a une très faible capacité de dispersion sur de longues distances. Par contre, sa dispersion à courtes distances peut se produire assez rapidement. Des sites d'où l'espèce avait disparu ont été réoccupés en moins de un an, probablement par des individus de zones adjacentes (Hacker et Coblentz, 1993; Arjo *et al.*, 2007). La dispersion locale peut être profitable à la sous-population principale parce qu'il y a de l'habitat propice à l'espèce dans certains secteurs adjacents à la frontière américaine. L'espèce a disparu à l'ouest d'Abbotsford en Colombie-Britannique, mais des immigrants en provenance de l'État de Washington pourraient gagner ce secteur, comme un l'a déjà fait (voir la section **Aire de répartition canadienne**). Aucune immigration de source externe n'est possible dans les quatre localités extérieures à l'aire de répartition principale de l'espèce, le franchissement de plusieurs kilomètres d'habitat non propice pour atteindre ces sites étant improbable. En somme, une immigration de source externe est possible, mais seulement dans la sous-population principale, et elle se produirait lentement étant donné que les castors de montagne ne peuvent pas tellement se déplacer sur de longues distances.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

L'aire de répartition canadienne du castor de montagne a rétréci, et l'espèce paraît vulnérable à trois principales menaces : les changements climatiques, le développement urbain, et l'exploitation forestière.

Changements climatiques

Le castor de montagne est probablement sensible aux changements climatiques parce qu'il a besoin d'eau libre abondante, de microclimats frais et humides, et de températures ambiantes basses (voir la section **Physiologie et adaptabilité**). Les prévisions concernant les changements climatiques dans l'aire de répartition de l'espèce sont limitées, mais selon une étude, les températures estivales médianes devraient augmenter de 1,7 °C dans la région de Lilloet-Squamish, et les précipitations diminué de 13 %, d'ici 2050 (Pacific Climate Impact Consortium). Les individus vivant du côté est des monts Cascade devraient être particulièrement touchés étant donné que c'est là que la répartition de l'espèce est actuellement limitée par l'aridité et les températures estivales élevées. L'accroissement des températures estivales réduira probablement la présence de l'espèce dans la partie est de son aire de répartition britanno-colombienne à cause de l'incapacité des castors de montagne de tolérer la chaleur. Par ailleurs, l'expansion de la répartition de l'espèce vers le nord dans les régions fraîches et humides de la chaîne Côtière et des monts Cascade est empêchée par le fleuve Fraser et la rivière Thompson (figure 3). L'accroissement des températures entraînera probablement un déplacement des castors de montagne vers de plus hautes altitudes et une réduction de la superficie totale d'habitat propice à l'espèce. Pour l'instant, bien que les changements climatiques soient préoccupants, cette menace ne peut être quantifiée parce qu'aucune modélisation ou étude empirique concernant la réponse physiologique de l'espèce aux changements climatiques projetés n'a été réalisée.

Développement urbain et exploitation agricole

Dans les 50 dernières années, le castor de montagne a disparu du fond de la vallée du bas Fraser (environ 700 km^2 de sa zone d'occurrence historique) à cause de la perte d'habitat liée à l'urbanisation et à l'agriculture (Gyug, 2000) (voir la section **Tendances en matière d'habitat**). Les villes de Chilliwack et d'Abbotsford, ainsi que le district régional de la vallée du Fraser, prévoient aménager des secteurs au pied des montagnes et sur leurs versants parce que les fonds de vallée soit sont déjà aménagés, soit appartiennent à la réserve de terres agricoles.

Dans le passé, le castor de montagne était abondant dans certains des sites se trouvant au pied des montagnes qui sont déjà aménagés en banlieues (Knopp, comm. pers., 1998, 2010). Le développement urbain et suburbain en cours sur les monts Sumas et Chilliwack entraînera très probablement des baisses directes d'effectifs dans ces sites isolés (Letay, comm. pers., 2010). Le développement suburbain constitue aussi une menace pour les sites se trouvant au pied du mont Vedder dans les secteurs des lacs Promontory et Ryder, sur le territoire de la ville de Chilliwack, où des baisses des effectifs de l'espèce ont déjà été signalées (Knopp, comm. pers., 1998, 2010). En tout, 2,8 % de la répartition canadienne de l'espèce se trouve sur des terres privées (voir la section **Protection et propriété de l'habitat**). Si l'on considère que les zones visées par le développement pourraient renfermer de l'habitat de meilleure qualité que d'autres zones de l'aire de répartition de l'espèce (Doug Ransome, données inédites), même si ces terres privées étaient entièrement aménagées, la menace ne devrait pas toucher plus de 5 % de la population canadienne totale dans le long terme. Sur 12 ans, cette menace ne devrait pas toucher plus de 1 % de la population totale.

Environ 50 % du mont Sumas est de propriété privée et a été incorporé à la ville d'Abbotsford du district régional de la vallée du Fraser, et la plupart de ces terres se trouvent dans des zones pour lesquelles existent un plan de développement (ville d'Abbotsford, règlement n° 584-2003). Environ 80 % du mont Chilliwack est aussi de propriété privée et se trouve dans une zone d'aménagement intégrée (Comprehensive Development Area) (City of Chilliwack, 1996, 2007, Official Community Plan 1998). Il n'existe aucune estimation du pourcentage de l'habitat ou des sous-populations des monts Sumas et Chilliwack qui pourrait être menacé dans les 12 prochaines années, mais dans les 20 prochaines années, au moins 50-80 % de ces localités seront probablement aménagées, l'habitat s'y trouvant alors rendu non propice à l'espèce.

Des baisses additionnelles des effectifs pourraient résulter de l'élimination d'individus (abattage ou relocalisation) par des propriétaires fonciers soucieux de protéger les plantes de leur parterre, (Ransome, données inédites), de mortalités fortuites dues aux animaux de compagnie et aux véhicules, et d'un accroissement possible de populations de prédateurs découlant de l'urbanisation, qu'on pense au coyote. Ces menaces demeurent localisées et ne sont probablement pas importantes.

Récolte de bois et activités sylvicoles

L'impact de l'exploitation forestière sur le castor de montagne est traité à la section **Tendances en matière l'habitat**. Du côté est des monts Cascade en Colombie-Britannique, la coupe à blanc et les pratiques sylvicoles associées, causant par exemple le compactage des sols, ont déjà été reconnues comme étant la principale entrave à l'utilisation par le castor de montagne d'habitats qui lui seraient autrement favorables (Gyug, 2000; voir aussi la section **Tendances en matière d'habitat**), ce qui n'est pas le cas dans la partie ouest de l'aire de répartition de l'espèce, du moins dans l'État de Washington. Les pratiques intensives d'aménagement forestier ont de plus en plus cours depuis les années 1970 en Colombie-Britannique, les opérations forestières

devenant de plus en plus mécanisées. Ces pratiques mécanisées finiront par s'étendre à l'ensemble du domaine forestier exploitable. Cela pourrait toucher près de 60 % de la répartition du castor de montagne, étant donné qu'environ 20 % se trouverait dans des bandes tampons riveraines (voir la section **Tendances en matière d'habitat**) et qu'un autre 20 % est protégée dans des parcs ou des réserves écologiques, ou se trouve sur des terres privées (voir la section **Protection et propriété de l'habitat**).

La baisse des effectifs de castors de montagne en pourcentage due à l'exploitation forestière est inconnue, mais elle est jugée faible. Les densités de castors de montagne dans des sites fortement perturbés étaient de 80-95 % inférieures à celles observées dans des sites coupés à blanc où des mesures d'atténuation efficaces avaient été employées (Gyug, 2000; voir la section **Tendances en matière d'habitat**). Dans le cas d'un aménagement forestier fondé sur une révolution d'environ 100 ans, on peut estimer grossièrement qu'environ 1 % de la superficie récoltable sera récoltée chaque année, ou environ 12 % en 12 ans (trois générations). Par conséquent, on pourrait s'attendre à ce que la récolte de bois affecte environ 7 % de la population de castors de montagne sur 12 ans (60 % de la population étant touchée par l'exploitation forestière, et 60 % de 12 % = 7 %). Étant donné que certaines des pratiques néfastes associées aux baisses d'effectifs de l'espèce ne sont plus largement employées et que certaines mesures d'atténuation efficaces sont appliquées, on peut faire passer l'estimation de 7 % à 6 %. De plus, comme l'exploitation forestière ne semble pas avoir eu d'incidence négative sur les populations se trouvant dans la partie ouest de l'aire de répartition de l'espèce, l'estimation est coupée de moitié pour s'établir à 3 %. Cette estimation ne prend pas en compte les résultats de Gyug (2001) selon lesquels l'exploitation forestière n'aurait aucun impact apparent sur les populations de castors de montagne si des mesures efficaces sont prises pour éviter le compactage des sols. Cette observation a été écartée parce que les mesures concernées sont d'application volontaire, ne seraient pas largement appliquées, et ne sont pas quantifiées.

Certains secteurs de la Colombie-Britannique ont le statut de zones d'habitat faunique pour la grenouille-à-queue côtière (*Ascaphus truei*); on peut penser que le compactage des sols y est limité, ce qui pourrait être bénéfique pour le castor de montagne. Cependant, la valeur de ces zones pour le castor de montagne est difficile à quantifier parce que la grenouille-à-queue côtière utilise généralement des types de cours d'eau différents de ceux utilisés par le castor de montagne, et que la proportion d'habitat propice à ce dernier dans ces zones d'habitat faunique serait faible et variable (L. Gyug, données inédites.). Pour établir une estimation plus précise de la protection contre l'exploitation forestière, il faudrait disposer de données indiquant la proportion d'habitat compacté par toutes les pratiques sylvicoles.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Le castor de montagne figure sur la liste des espèces préoccupantes à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Un plan de gestion a été ébauché en 2005 et doit être achevé (Dyer, comm. pers., 2010). Tous les vertébrés terrestres indigènes sont considérés comme étant des espèces sauvages aux termes de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique (B.C. Ministry of Environment, 2010). Un permis est requis pour tuer un castor de montagne étant donné que l'espèce ne figure pas aux annexes B ou C du *Designation and Exemption Regulation*, qui autorise l'abattage sans permis de certaines espèces nuisibles ou introduites.

Aucune mesure de gestion concernant spécifiquement l'habitat du castor de montagne n'est actuellement requise de la part des détenteurs de licences forestières en Colombie-Britannique parce que l'espèce n'est pas une espèce sauvage désignée (Identified Wildlife), et que les sites de ses terriers ne figurent pas parmi les éléments d'habitat faunique (Wildlife Habitat Features) dans les dispositions du *Forest Planning and Practices Regulation* de 2004 pris en vertu de la *Forest and Range Practices Act* de la Colombie-Britannique. Le castor de montagne avait le statut d'espèce désignée et un de ses sites avait le statut de zone d'habitat faunique (Wildlife Habitat Area) aux termes du code de pratiques forestières de la Colombie-Britannique (B.C. Forest Practices Code) (1995-2004).

Statuts et classements non juridiques

L'*Aplodontia rufa* est classé par l'UICN dans la catégorie « préoccupation mineure » (Fellers *et al.*, 2008). Il est classé par NatureServe comme non en péril à l'échelle mondiale (G5; dernière évaluation réalisée en 1996) et vulnérable en Colombie-Britannique (S4) (B.C. Conservation Data Centre, 2010).

Aux États-Unis, le castor de montagne est classé comme non en péril à l'échelle nationale (N5), et, dans les différents États, comme non en péril (S5) dans l'État de Washington, apparemment non en péril (S4) en Oregon, gravement en péril (S1) au Nevada et vulnérable (S3) en Californie (NatureServe, 2011). En Oregon, l'organisme gouvernemental responsable de la conservation n'a pas inscrit l'espèce sur sa liste des espèces en péril (Oregon Biodiversity Information Centre, 2010). Les sous-espèces présentes à la bordure sud de l'aire de répartition de l'espèce comprennent le castor de montagne de la Sierra Nevada (*A. r. californica*), classé comme vulnérable/apparemment non en péril (T3T4), le castor de montagne de la pointe Reyes (*A. r. phaea*), classé comme en péril (T2), et le castor de montagne de la pointe Arena (*A. r. nigra*), classé comme gravement en péril (T1) (NatureServe, 2011); ce dernier a aussi été placé sur la liste fédérale des espèces en voie de disparition (Endangered) (U.S. Fish and Wildlife Service, 1991).

Protection et propriété de l'habitat

La majeure partie de la répartition du castor de montagne se trouve sur des terres de la Couronne provinciales (96,9 %), de petites portions se trouvant sur des terres privées (2,8 %), des terres du ministère de la Défense près de Chilliwack (0,2 %), et des réserves des Premières nations également près de Chilliwack (0,1 %). Environ 18 % (1 412 km^2) de la répartition du castor de montagne se trouve dans 30 parcs, aires de loisirs ou réserves écologiques, où l'extraction industrielle de ressources est interdite. Une zone d'habitat faunique de 79 ha est actuellement établie pour le castor de montagne dans la région de Chilliwack. La majeure partie (79 %) de la superficie protégée est répartie dans trois zones protégées formant un bloc continu : il s'agit du parc provincial E.C. Manning, du parc provincial Skagit Valley, et de l'aire de loisirs Cascade (Cascade Recreation Area). Ce bloc est adjacent à la partie de la frontière américaine qui borde l'aire nationale de loisirs Ross Lake (Ross Lake National Recreation Area) et l'aire sauvage Pasayten (Pasayten Wilderness) dans le nord de l'État de Washington. Le 20 % restant des 1 412 km^2 est réparti dans six aires protégées : le parc provincial Cathedral, le parc Chilliwack Lake, l'aire de loisirs Coquihalla Summit, le parc provincial Coquihalla Summit, le parc provincial Cultus Lake, et la réserve écologique Liumchen. Dans le réseau des parcs de la Colombie-Britannique, les aires de loisirs et les parcs provinciaux de classe A bénéficient d'une protection contre l'extraction de ressources.

Les mesures de protection du castor de montagne et de son habitat dans le cadre de la récolte du bois ou d'autres activités sylvicoles sont d'application volontaire. Des lignes directrices d'application volontaire ont été élaborées pour le développement urbain dans l'habitat du castor de montagne et aux alentours en ce qui concerne les terres privées de la vallée du bas Fraser (B.C. Ministry of Environment, 2006).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Experts contactés (ordre alphabétique)

Dyer, Orville. Rare and Endangered Species Specialist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Penticton. Président pour la Colombie-Britannique du Mountain Beaver Working Group.

Filion, Alain. Agent de projets scientifiques et de géomatique, Secrétariat du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Gillespie, Lynn. Partenariat fédéral en matière d'information sur la biodiversité, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

Knopp, Angela. Agente technique – ressources naturelles, Défense nationale, USS Chilliwack (Colombie-Britannique).

Letay, Sylvia. Ecosystem Biologist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Surrey (Colombie-Britannique).

Millikin, Rhonda. Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique).

Nantel, Patrick. Programme des espèces en péril, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Rodrick, Michele. Agente de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Gatineau (Québec).

Schnobb, Sonia. Adjointe administrative, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).

Seutin, Gilles. Coordonnateur du Programme des espèces en péril, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Surgenor, John. Rare and Endangered Species Specialist, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Kamloops (Colombie-Britannique).

Sutherland, Glenn. Cortex Consultants, Victoria (Colombie-Britannique).

SOURCES D'INFORMATION

Arjo, W.M. 2003. Mountain beaver: the little rodent with a large appetite, *Western Forester* July/August 2003:10-11.

Arjo, W.M. 2010. The effects of forestry site preparation on mountain beaver demographics and associated damage to tree seedlings, *Western Journal of Applied Forestry* 25(3):127-135.

Arjo, W.M., D.L. Nolte, J.L. Harper et B.A. Kimball. 2004. The effects of lactation on seedling damage by mountain beaver, p. 163-168 *in* R.M. Timm et W.P. Gorenzel (dir.), Proceedings of the 21st Vertebrate Pest Conference, University of California, Davis.

Arjo, W.M., R.E. Huenfeld et D.L. Nolte. 2007. Mountain beaver home ranges, habitat use, and population dynamics in Washington, *Canadian Journal of Zoology* 85:328-337.

Arjo, W.M., S. Shwif et K Kirkpatrick. 2009. Short-term evaluation of two integrated pest management programs for mountain beaver (*Aplodontia rufa*) control, *Crop Protection* 28:703-709.

B.C. Conservation Data Centre. 2010. B.C. Species and Ecosystems Explorer, B.C. Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), site Web : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ [consulté le 16 août 2010].

B.C. Ministry of Environment. 2006. Develop with Care: Environmental Guidelines for Urban and Rural Land Development in British Columbia, site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/bmp/devwithcare2006/develop_with_care_intro.html [consulté en août 2010].

B.C. Ministry of Environment. 2010. 2010-2012 hunting and trapping regulations synopsis, Fish and Wildlife Branch, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), 96 p.

Banfield, A.W.F. 1974. Les Mammifères du Canada, Presses de l'Université Laval, 406 p.

Bears, H., et M. Hammond. 2010. Mountain beaver use of Vokes general training area and Slesse Creek demolition training area, document préparé par Pottinger Gaherty Environmental Consultants Ltd., Vancouver (Colombie-Britannique) pour Construction de Défense Canada, Région de l'Ouest, Lancaster Park (Alberta), 18 p.

Beier, P. 1989. Use of habitat by mountain beaver in the Sierra Nevada, *Journal of Wildlife Management* 53:649-654.

Borrecco, J.E., H.W. Anderson, H.C. Black, J. Evans, K.S. Guenther, G.D. Lindsey, R.P. Matthews et T.K. Moore. 1979. Survey of mountain beaver damage to forests in the Pacific Northwest, 1977, Department of Natural Resources, Olympia (Washington), DNR Note 26, 16 p.

Camp, C.L. 1918. Excavations of burrows of the rodent *Aplodontia*, with observations on the habits of the animal, *University of California Publications in Zoology* 17(18):517-536.

Campbell, D.L. 1994. Mountain Beavers, p. B53-B60 *in* S.E. Hygnstrom, R.M. Timm et G.E. Larson (dir.), Prevention and Control of Wildlife Damage, University of Nebraska-Lincoln, site Web : http://icwdm.org/handbook/index.asp [consulté en septembre 2010].

Carleton, M.D., et G.G. Musser. 2005. Order Rodentia, p. 745-752 *in* D.E. Wilson et D.M. Reeder (dir.), Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference, 3e éd., John Hopkins University Press (Maryland), 2142 p.

Carraway, L.N., et B.J. Verts. 1993. *Aplodontia rufa*, *Mammalian Species* 431:1-10.

Centre for Forest Gene Conservation (University of British Columbia). 2010. Monthly_400m_Normals, site Web : http://genetics.forestry.ubc.ca/cfgc/climate-models.html [consulté en avril 2010].

City of Abbotsford. 2005. Official Community Plan, 2005, Consolidated, site Web : http://abbotsford.civicweb.net/Documents/DocumentList.aspx?ID=16829 [consulté en février 2011].

City of Chilliwack. 1996. Chillwack Mountain Comprehensive Development Plan, City of Chillwack (Colombie-Britannique), site Web : http://www.chilliwack.com/main/page.cfm?id=1557 [consulté en février 2011].

City of Chilliwack. 2007. Official Community Plan, 1998, site Web : http://www.chilliwack.com/main/page.cfm?id=774 [consulté en février 2011].

Cosco, J. 1980. Mountain beaver (*Aplodontia rufa*): its biology and implications to forestry in British Columbia, mémoire de baccalauréat en sciences forestières (B.Sc.F.), Faculty of Forestry, University of British Columbia, 108 p.

COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le castor de montagne (*Aplodontia rufa*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, v + 27 p.

Coues E. 1877. The mountain boomer, or showtl, *American Naturalist* 11:434-435.

Coues E. 1893. History of the Expedition Under the Command of Lewis and Clark (4 vol., 1893; réimpression, 3 vol.; New York : Dover, 1965).

Cowan, I.McT., et C.J. Guiguet. 1965. The Mammals of British Columbia, Handbook No.11, Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 414 p.

Dice, L.R. 1932. Mammals collected by F. M. Gaige in 1919 at Lake Cushman and vicinity, Olympic Peninsula, Washington, *The Murrelet* 13:47-49.

Dyer, Orville. Comm. pers. 2010. Correspondance par courriel adressée à Les Gyug, Rare and Endangered Species Specialist, B.C. Ministry of Environment, Penticton (Colombie-Britannique).

Feldhamer, G.A., J.A. Rochelle et C.D. Rushton. 2003. Mountain Beaver, p. 179-187 *in* G.A. Feldhamer, B. C. Thompson et J. A. Chapman (dir.), Wild Mammals of North America: Biology, Management, Conservation, Johns Hopkins Press, Baltimore (Maryland), 1232 p.

Fellers, G.M., W.Z. Lidicker Jr., A.V. Linzey, D.F. Williams et G. Hammerson. 2008. *Aplodontia rufa* in IUCN 2010, IUCN Red List of Threatened Species, version 2010.2, site Web : www.iucnredlist.org [consulté le 16 août 2010].

Fraser Valley Regional District. 2008. Official Community Plan for Electoral Area "G", Bylaw No. 0866, 2008, site Web : http://www.fvrd.bc.ca/InsidetheFVRD/Bylaws/LandUsePlanningandDevelopmentBylaws/OCPOSP Bylaws/Area G - OCP Bylaw No. 0866 -Deroche, Nicomen, Sumas Mountain.pdf [consulté en février 2011]

Godin, A.J. 1964. A review of the literature on the mountain beaver, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Serv., Special Scientific Report-Wildlife No. 78, 52 p.

Gyug, L. 1999. Rapport de situation du COSEPAC sur le castor de montagne (*Aplodontia rufa)* au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 24 p.

Gyug, L. W. 2000. Status, distribution, and biology of the mountain beaver in Canada, *Canadian Field-Naturalist* 114:476-490.

Gyug, L.W. 2001. Assessment of alternative timber harvesting methods on mountain beaver (*Aplodontia rufa*), in the Merritt Forest District: Progress report 2001, rapport préparé pour la Southern Interior Region, B.C. Ministry of Water, Land and Air Protection, Kamloops (Colombie-Britannique), 30 p. + 30 cartes.

Gyug, L.W. 2005. Skagit watershed inventory for mountain beaver (*Aplodontia rufa*), B.C. Ministry of Environment, Okanagan Region, Penticton (Colombie-Britannique), 21 p.

Gyug, Les. Comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à Graham Forbes, le 24 février 2012.

Hacker, A.L., et B.E. Coblentz. 1993. Habitat selection by mountain beavers recolonizing Oregon Coast Range clearcuts, *Journal of Wildlife Management* 57:847-853.

Hall, E.R. 1981. The Mammals of North America, 2 vol., John Wiley and Sons, Toronto (Ontario), 1181 p.

Hooven, E.F. 1973. A wildlife brief for the clearcut logging of Douglas-fir, *Journal of Forestry* 71:210-214.

Hooven, E.F. 1977. The mountain beaver in Oregon: its life history and control, Oregon State University, Forest Research Laboratory, Research Paper, 30:1-20.

Ingles, L.G. 1961. Reingestion in the Mountain Beaver, *Journal of Mammalogy* 42:411-412.

Ingles, L.G. 1965. Mammals of the Pacific States: California, Oregon, Washington, Stanford University Press, Stanford (Californie), 506 p.

IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2010. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria, version 8.1, document préparé par le Standards and Petitions Subcommittee en août 2010, site Web : http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf [consulté en février 2011], 85 p.

Johnson, S.R. 1971. The thermal regulation, micro-climate, and distribution of the mountain beaver, *Aplodontia rufa pacifica* Merriam, thèse de doctorat (Ph.D), Oregon State Univ., Corvallis, 164 p.

Karban, R., C. Karban et J. Karban. 2007. Hay piles of the mountain beaver (*Aplodontia rufa*) delay plant composition, *Western North American Naturalist* 67(4):618-621.

Knopp, Dennis, Comm. pers. 1998. Communication personnelle adressée à Les Gyug, 1998, B.C. Wild Heritage Environmental Consultants, Chilliwack (Colombie-Britannique).

Knopp, Dennis, Comm. pers. 2010. Communication personnelle adressée à Les Gyug, septembre 2010, B.C. Wild Heritage Environmental Consultants, Chilliwack (Colombie-Britannique).

Knopp, D.H., et L. Larkin. 2004. SARA Inventory – Volkes Range, document préparé par B.C.'s Wild Heritage Consultants, 47330 Extrom Road, Sardis (Colombie-Britannique) pour le ministère de la Défense nationale, USS Chilliwack, 30 p.

Letay, Sylvia, Comm. pers. 2010. Communication personnelle adressée à L. Gyug, septembre 2010, Ecosystems Officer, Ecosystems Section, Lower Mainland Regional Office, B.C. Ministry of Environment, Surrey (Colombie-Britannique).

Lewis, R.E. 1994. Coextinction, *Flea News* 49:566-567, site Web : http://www.ent.iastate.edu/fleanews/aboutfleanews.html. [consulté en septembre 2010].

Lewis, R.E., et J.H. Lewis. 1994. Siphonaptera of North America north of Mexico: Hystrichopsyllidae, *Journal of Medical Entomology* 31: 795-812.

Lovejoy, B.P., et H.C. Black. 1974. Growth and weight of the mountain beaver, *Aplodontia rufa pacifica*, *Journal of Mammology* 55:364-369.

Lovejoy, B.P., et H.C. Black. 1979a. Population analysis of the mountain beaver, *Aplodontia rufa pacifica*, in western Oregon, *Northwest Science* 53(2):82-89

Lovejoy, B.P., et H.C. Black. 1979b. Movements and home range of the Pacific mountain beaver, *Aplodontia rufa pacifica*, *American Midland Naturalist* 101:393-402.

Martin, P. 1971. Movements and activities of the mountain beaver, *Journal of Mammology* 52:717-723.

McGrew, P.O. 1941. The Aplodontoidea, Field Museum of Natural History, Geological Series 9(1):1-30.

Merriam, C.H. 1899. Descriptions of six new rodents of the genera *Aplodontia* and *Thomomys*, *Proceedings of the Biological Society of Washington* 13:19-21.

Miscampbell, Allyson. Comm. pers. 2010. Correspondance par courriel adressée à Doug Ransome, août 2010, Research Scientist, Genetic Data Center, Department of Forest Sciences, University of British Columbia.

Motobu, D.A. 1978. Effects of controlled slash burning on the mountain beaver, *Northwest Science* 52:92-99.

Nagorsen, D.W. 2005. Rodents and lagomorphs of British Columbia, The Mammals of British Columbia, Volume 4, Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 410 p.

Nantel, Patrick. Comm. pers. 2011. Correspondance par courriel adressée à Graham Forbes, juillet 2011, Programme des espèces en péril, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

NatureServe. 2010. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web], version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), site Web : http://www.natureserve.org/explorer [consulté le 18 février 2011].

Neal, F.D., et J.E. Borrecco. 1981. Distribution and relationship of mountain beaver to openings in sapling stands, *Northwest Science* 55:79-86.

Nolte, D.L., et M. Dykzeul. 2002. Wildlife impacts on forest resources, p. 163-168 *in* L. Clark, J. Hone, J.A. Shivik, R.A. Watkins, K.C. VerCauteren et J.K. Yoder, Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations, Proceedings of the Third NWRC Special Symposium, du 1er au 3 août 2000, National Wildlife Research Center, Fort Collins (Colorado), site Web : http://digitalcommons.unl.edu/nwrchumanconflicts/ [consulté en septembre 2010].

Nolte, D.L., G. Epple, D.L. Campbell et J.R. Russell. 1993. Response of mountain beaver (*Aplodontia rufa*) to conspecifics in their burrow system, *Northwest Science* 67:251-255.

Nungesser, W.C., et E.W. Pfeiffer. 1965. Water balance and maximum concentrating capacity in the primitive rodent, *Aplodontia rufa*, *Comparative Biochemistry and Physiology* 14:289-297.

Orchard, S. 1984. Status report on the mountain beaver, *Aplodontia rufa*, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa (Ontario), 28 p.

Oregon Biodiversity Information Center. 2010. Vertebrate Rankings 2007, Portland State University, site Web : http://orbic.pdx.edu/data/vertebrate2007.html [consulté le 16 août 2010].

Pacific Climate Impacts Consortium. Lilloet-Squamish Region. http://www.plan2adapt.ca/tools/planners?pr=25&ts=8&toy=16 [consulté le 24 février 2012].

Piaggio, A.J., M.A Neubaum, H Yueh, C.E. Ritland, J.J. Johnston et S.L. Perkins. 2009. Development of 10 polymorphic microsatellite loci isolated from the mountain beaver, *Aplodontia rufa rufa* (Rafinesque), *Molecular Ecology Resources* 9:323–325.

Piaggio, Antoinnette J. 2010. Communication personnelle adressée à D. Ransome, National Wildlife Research Center, U.S. Department of Agriculture, Fort Collins (Colorado).

Ransome, Doug. 2003. Distribution, population dynamics, habitat associations and the influence of forest management on Mountain Beavers, rapport annuel du projet n° R2003-0123, 31 mars 2003, Forestry Innovation Investment Program (Colombie-Britannique), site Web : http://www.for.gov.bc.ca/hfd/library/FIA/2003/R2003-123a.pdf [consulté en février 2011], 46 p.

Ritland, Carol. Correspondance par courriel adressée à Doug Ransome, août 2010, Research Scientist, Genetic Data Center, Department of Forest Sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique).

Ryder, Glen, Comm. pers. 2003. Communication personnelle adressée à Doug Ransome, février 2003, B.C. Park Service (à la retraite), Surrey (Colombie-Britannique).

Salvador, C., et B. Gravel. 2010. Habitat associations and population dynamics of mountain beavers, *Aplodontia rufa olympica*, on Sumas Mountain, Abbotsford, B.C, Project Course RENR 3230/4230, B.C. Institute of Technology, Burnaby (Colombie-Britannique), 37 p.

Scheffer, T. H. 1929. Mountain beavers in the Pacific Northwest, their habits, economic status, and control, U.S. Dept. of Agriculture, Farmer's Bulletin 1598.

Shotwell, J.A. 1958. Evolution and biogeography of the aplodontid and mylagaulid rodents, *Evolution* 12:451-484.

Suckley, G. 1860. Chapter 2, p. 89-106 *in* Reports of explorations and surveys to ascertain the most practicable and economical route for a railroad from the Mississippi River to the Pacific Ocean (1853-5), Volume 12, Book 2, Part 3, No. 2.

Suckley, G., et G. Gibbs. 1860. Chapter 3, p. 107-139 *in* Reports of explorations and surveys to ascertain the most practicable and economical route for a railroad from the Mississippi River to the Pacific Ocean (1853-5), Volume 12, Book 2, Part 3, No. 2.

Sutherland, Glenn. 2011. Correspondance par courriel avec Graham Forbes, Cortex Consultants, Victoria (Colombie-Britannique).

Svihla, A., et R.D. Svihla. 1933. Mammals of Clallam County, Washington, *The Murrelet* 14:37-41.

U.S. Fish and Wildlife Service. 1991. 50 CFR Part 17 RIN 1018-AB56, Endangered and threatened wildlife and plants: Point Arena mountain beaver (*Aplodontia rufa nigra*) determined to be endangered, U.S. Fish and Wildlife Service, Dept. of the Interior, Federal Register Vol. 56 No. 239 December 12, 1991, Rules and Regulations, p. 64716-64723.

Voth, E. 1968. Food habits of the Pacific mountain beaver, *Aplodontia rufa pacifica* Merriam, thèse de doctorat (Ph.D.), Oregon State University, Corvalis (Oregon).

Wilson, D.E., et D.M. Reeder. 2005. Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference, 3e éd., John Hopkins University Press (Maryland), 2142 p.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Les Gyug a obtenu un baccalauréat spécialisé en biologie de l'Université Carleton (Ottawa) en 1978, et une maîtrise en zoologie de l'Université de Western Ontario (London) en 1979. Il a travaillé de 1981 à 1984 pour le Service canadien de la faune sur la composante faunique des inventaires biophysiques des parcs nationaux de montagne, de 1986 à 1990 pour Parcs Canada à titre de naturaliste saisonnier, et de 1987 à aujourd'hui comme biologiste-conseil dans l'intérieur sud de la Colombie-Britannique. Depuis vingt ans, une bonne partie de son travail consiste à évaluer les effets des activités forestières sur la faune, à réaliser des inventaires d'espèces en péril, à cartographier des habitats selon leur convenabilité pour diverses espèces, et à mettre en œuvre des mesures d'atténuation. Dans le cadre de ces travaux, il s'est intéressé, depuis l'échelle du microsite à celle du paysage, à une grande diversité d'espèces : oiseaux chanteurs, pics, rapaces nocturnes, ongulés, grizzli, petits mammifères et amphibiens d'étang et de cours d'eau. Il a aussi rédigé le rapport du COSEPAC sur le Pic de Williamson, et il est membre de l'équipe de rétablissement de cet oiseau.

Douglas B. Ransome (Ph.D., R.P.Bio.) est instructeur en écologie et gestion de la faune au British Columbia Institute of Technology. Il est aussi chercheur scientifique à DBR Forestry-Wildlife Integrated Management et à l'Applied Mammal Research Institute. Il s'intéresse notamment à la dynamique des populations de nombreux petits mammifères, et particulièrement aux effets des pratiques forestières sur diverses populations fauniques. Ses travaux actuels comprennent la surveillance de la dynamique des populations de campagnols et de lièvres dans les peuplements forestiers détruits par des coléoptères, des populations de campagnols de Townsend dans les champs laissés à l'abandon, et des populations de castors de montagne dans la vallée du bas Fraser.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucun spécimen n'a été examiné durant l'élaboration de ce nouveau rapport de situation.